污泥施用下团花与鹅掌藤鲜叶和凋落叶重金属变化

鲍利安，董晓全，赖明丽，朱会军，吴嘉希，曾曙才，吴道铭*

（华南农业大学 林学与风景园林学院，广州 510642）

摘　要：该研究通过单种鹅掌藤 *Schefflera arboricola*、单种团花 *Neolamarckia cadamba* 和混种团花与鹅掌藤的大根箱实验，跟踪分析表施 2%（*W*/*W*）污泥后 3 个月（2020 年 9、10 和 11 月）的鲜叶和凋落叶 Cu、Zn、Cd 和 Hg 含量以及凋落叶产量变化，分析鲜叶与凋落叶重金属含量关系以及凋落叶重金属回归量变化。结果表明：（1）污泥施用下团花鲜叶和凋落叶 Cu 含量均显著高于鹅掌藤，而 Zn 和 Cd 含量均显著低于鹅掌藤。（2）鹅掌藤鲜叶 Zn 含量在 11 月最低，而 Hg 含量在 11 月最高。（3）单种和混种团花鲜叶 Zn、Cd 和 Hg 含量在 11 月最高。（4）混种的团花凋落叶 Hg 含量随污泥施用时间延长而显著增加，而 Cu、Zn 和 Cd 含量变化不明显。（5）9 月和 11 月鹅掌藤鲜叶 Cd 含量均与凋落叶 Hg 和 Cd 含量显著正相关。（6）鹅掌藤和团花凋落叶产量及 Cu、Zn、Cd 和 Hg 回归量分别在污泥施用 1 个月后（9 月）和 2 个月后（10 月）最高。综上，污泥施用时间对团花和鹅掌藤的鲜叶重金属含量影响较大，而对凋落叶重金属含量影响较小；鹅掌藤鲜叶 Cd 含量与凋落叶 Cd 和 Hg 含量存在正相关；鹅掌藤和团花分别在污泥施用 1 个月后（9 月）和 2 个月后（10 月）凋落叶重金属污染风险较高。该研究将为污泥园林利用和凋落叶的合理处置提供借鉴。

关键词：污泥资源利用，重金属，园林植物，凋落叶，混种

中图分类号：Q948.1

Changes of heavy metal in fresh and litter leaves of *Neolamarckia cadamba* and *Schefflera arboricola* under sludge application

BAO Li'an, DONG Xiaoquan, LAI Mingli, ZHU Huijun, WU Jiaxi, ZENG Shucai, WU Daoming*

(*College of Forestry and Landscape Architecture*, *South China Agricultural University*, Guangzhou 510642, China)

Abstract: This study conducted a large root box experiment with *Schefflera arboricola* monoculture, *Neolamarckia cadamba* monoculture, and co-planting of *S. arboricola* and *N. cadamba*. The dynamic changes in Cu, Zn, Cd, and Hg content in fresh and litter leaves of *S. arboricola* and *N. cadamba* and their litter production were analyzed for three months (September, October, and November 2020) after the surface application of 2% (*W*/*W*) SS. The relationship

基金项目：国家自然科学基金(42177011, 41807112, 31971629)；广东省自然科学基金(2021A1515011407, 2022A1515010909)；广州市科技计划项目(202201010419)[Supported by National Natural Science Foundation of China (42177011, 41807112, 31971629); National Natural Science Foundation of Guangdong, China (2021A1515011407, 2022A1515010909); Science and Technology Program of Guangzhou, China (202201010419)]。

第一作者：鲍利安，硕士研究生，研究方向为森林生态，（Email）1317230455@qq.com。

***通信作者**：吴道铭，副教授，硕士生导师，研究方向为森林生态学，（Email）dmwu@scau.edu.cn。

between the HM content of fresh leaf and that of litter leaf and the changes in the HM return amount in leaf litter were further analyzed. The results were as follows: (1) *N. cadamba* had significantly higher Cu content in fresh and litter leaves than that of *S. arboricola*, while had significantly lower Zn and Cd contents than those of *S. arboricola*. (2) The fresh leaf of *S. arboricola* had the lowest Zn content and the highest Hg content in November. (3) The fresh leaf of *N. cadamba* had the highest Zn, Cd, and Hg contents in November. (4) The Hg content in the litter leaf of co-planting of *N. cadamba* increased significantly with the time of SS application, while that of Cu, Zn, and Cd contents showed no significance. (5) The Cd content in fresh leaves was significantly and positively correlated with the Hg and Cd contents of leaf litter in *S. arboricola* in both September and November. (6) The highest yield of leaf litter and the highest return amount of Cu, Zn, Cd, and Hg in *S. arboricola* occurred one month after SS application (September), while those in *N. cadamba* occurred two months after SS application (October). In summary, the application time of SS showed a greater effect on the HM contents in fresh leaves of *N. cadamba* and *S. arboricola* than those in litter leaves. There was a positive correlation between the Cd content in the fresh leaf and the Cd and Hg contents in the litter leaf of *S. arboricola*. The HM pollution risk of the litter leaves of *S. arboricola* and *N. cadamba* was easy to occur in one month (September) and two months after SS application (October), respectively. This study will provide a reference for safe SS utilization and reasonable litter disposal in the landscape.
Key words: sludge recycling, heavy metal, landscape plant, leaf litter, co-planting

科学处置城市污泥，降低污泥处置带来的环境风险，成为亟待解决的市政及生态环境建设问题（陈伊豪等，2018）。园林利用是污泥资源化利用的重要方式。污泥富含有机质、N、P、K 及多种微量营养元素，可用作土壤肥料，改善土壤物理、化学、生物特性并促进植物生长（Bai et al., 2017）。然而，污泥含有多种污染物特别是重金属，一定程度影响植物生长，对园林土壤也存在潜在污染风险（Chu et al., 2018）。如何降低污泥园林利用带来的重金属污染风险备受关注。

植物在土壤重金属清除中扮演重要角色。植物萃取（phytoextraction）是利用对重金属具有富集能力的植物，通过根系从土壤中吸收重金属，并将其转移、贮存到地上部，然后通过收割地上部以清除重金属的方法；是降低土壤重金属污染的重要措施，也是目前重点发展的重金属修复技术（Mohsin et al., 2022; Yang et al., 2022）。在施用污泥的园林土壤上合理种植园林植物，可以有效地吸收转移污泥中的重金属，进而实现园林绿化建设、资源处置污泥并降低土壤重金属污染风险的三重效果（Wu et al., 2017, 2021）。产生凋落叶是植物适应季节更替或躲避恶劣外界环境主要表现（刘强和彭少麟，2010；袁方等，2018）。为减轻体内重金属等有害物质毒害，植物加速这些物质向老化叶片迁移或者加快遭受毒害叶片的老化凋落。因此，植物修复过程中所产生的凋落叶含有一定量重金属，如不及时清理回收，将对土壤造成二次污染（Maunoury-Danger et al., 2018; Al Souki et al., 2020）。例如，孙慧珍等（2011）分析不同类型人工林落叶层重金属，发现 9 种人工林落叶层的 Pb、Cd、Cu 和 Zn 含量均高于土壤层，落叶对土壤有潜在重金属污染风险。另外，不同季节产生的凋落物存在差异，而凋落物的季节性输入影响森林土壤和水文系统的重金属储量变化；如森林溪流的上、中、下游中 Cd 储量均在秋季凋落物产生的高峰期最高（蒋雨芮等，2020）。探讨污泥施用后园林植物鲜叶和凋落叶的重金属含量变化规律，有利于提高重金属植物提取效率和降低凋落物二次重金属污染风险。遗憾的是，目前尚无研究关注污泥施用条件下园林植物的鲜叶和凋落叶重金属变化，也不清楚污泥对凋落叶的重金属产生何种影响以及鲜叶重金属与凋落叶重金属存在何种关系。

另一方面，混种在一定程度上影响植物对重金属吸收积累。例如，混种显著提高了蜈蚣草（*Pteris vittata*）对 As 和 Pb 的吸收（Yang et al, 2017）；鹅掌藤（*Schefflera arboricola*）与秋枫（*Bischofia javanica*）混种显著提高秋枫的 Cd、Ni 和 Cu 积累量（赖明丽等，2022）。混种可能通过（1）改变根际环境并影响重金属活性，（2）形成更加协调的根系吸收网络，（3）提高植物重金属耐性等来提高植物重金属吸收效率（Wang et al., 2018; Yeboah et al., 2020; Bian et al., 2021）。混种是否影响污泥施用下植物叶片重金属含量尚无相关报道。团花（*Neolamarckia cadamba*）作为茜草科团花属落叶乔木，具有生物量大、生命周期长、生长速度快等优点，对污泥耐受能力较强，具有一定的重金属积累能力（Chu et al., 2018）；鹅掌藤作为华南地区广泛种植的园林绿化植物，已被证实对重金属具有较强的吸收富集能力（孙曦等，2021）。这两种植物的生长速率、叶片重金属累积和凋落叶产生量均存在很大差异。团花与鹅掌藤混种可以形成深浅协同的根系吸收网络，有利于提高其重金属清除效率（Wu et al., 2021）。基于此，本研究选用团花与鹅掌藤作为供试植物，开展大型土培根箱污泥表施试验，拟探讨以下问题：（1）污泥施用后两种植物鲜叶和凋落叶的重金属含量如何变化。（2）两种植物的鲜叶重金属与凋落叶重金属含量之间存在何种关系。（3）污泥园林施用是否产生凋落叶重金属污染风险。（4）两种植物混种如何影响植物叶片重金属含量。

1 材料与方法

1.1 供试材料

供试基质：土壤为广州市郊区的绿地赤红壤，污泥为广东省清远市绿由环保科技有限公司的市政堆置污泥，两者自然风干，过 1 cm 网筛以去除杂物备用。基本化学性质见表 1。

供试植物：试验选取长势一致、无病虫害、苗高约为 20 cm 的速生乔木团花以及园林绿化植物鹅掌藤作为供试植物，团花苗龄 3 个月，鹅掌藤苗龄 5 个月；两种植物分别购自华南农业大学林学与风景园林学院陈晓阳教授课题组和广州市芳村苗木市场。

表 1 供试土壤和污泥化学性质

Table 1 Chemical properties of experimental soil and sewage sludge

项目 Items	土壤 Soil	污泥 Sludge	污泥限值 Allowable values for sludge
pH	6.14	7.34	≥6.50
电导率 Electric conductivity ($mS·cm^{-1}$)	0.14	8.79	—
有机质 Organic matter ($g·kg^{-1}$)	5.88	102.10	—
碱解氮 Available nitrogen ($mg·kg^{-1}$)	24.27	553.05	—
速效磷 Available phosphorus ($mg·kg^{-1}$)	2.44	205.00	—
速效钾 Available potassium ($mg·kg^{-1}$)	56.47	381.88	—
总铜 Total copper ($mg·kg^{-1}$)	14.92	153.00	<1 500.00
总锌 Total zinc ($mg·kg^{-1}$)	94.60	883.33	<4 000.00
总镉 Total cadmium ($mg·kg^{-1}$)	0.16	4.35	<20.00
总汞 Total mercury ($mg·kg^{-1}$)	0.56	4.49	<15.00
总镍 Total lead ($mg·kg^{-1}$)	12.70	30.90	<200.00
总铅 Total lead ($mg·kg^{-1}$)	34.66	50.83	<1 000.00
总铬 Total chromium ($mg·kg^{-1}$)	49.43	164.33	<1 000.00
总砷 Total arsenic ($mg·kg^{-1}$)	11.70	15.10	<75.00

注：污泥限值参考中华人民共和国国家标准—GB/T 23486-2009（住房和城乡建设部，2009）。

Note: Allowable values for sludge refer to the National Standard of the People's Republic of China—GB/T 23486-2009 (Ministry of Housing and Urban-Rural Development, 2009).

1.2 实验设计及实验过程

实验设置处理如下：鹅掌藤单种（S），每个根箱种植鹅掌藤 6 株；团花单种（N），每个根箱种植团花 2 株；鹅掌藤（SNS）与团花（SNN）混种（S+N），每个根箱种植鹅掌藤 3 株和团花 1 株。采用随机区组试验设计，每个根箱按照处理设置种植植物；每种处理有 5 个独立根箱，每个根箱为单个生物学重复。实验在华南农业大学生态农场露天场地开展。先模拟自然土层将实验用土填充根箱，具体做法为先将郊外采集 30~60 cm 土层的土壤填充为根箱 30~60 cm 土层，浇透水自然沉降 1 天；然后将郊外采集 0~30 cm 土层的土壤填充为根箱 0~30 cm 土层，并且浇透水自然沉降和平衡 1 个月；一个根箱填土大约 1 000 kg。完成土壤平衡处理后，于 2019 年 10 月按照处理设置将团花和鹅掌藤移栽至根箱中，让其自然生长 10 个月。2020 年 8 月，按照质量比 2%于各根箱表层追施污泥（污泥用量依据标准 CJ/T 262-2011 限定的林地污泥施用累积量<30 $t \cdot hm^{-2}$，折合质量比为 1.2%~2.1%），种植期间根据天气状况每 3~5 d 浇一次水，每次每个根箱浇水 5~10 L；施用污泥后每 1 d 收集供试植物凋落叶并清理分区内其他植物枯枝落叶、杂草等，保证各处理不受其他因素干扰。

1.3 样品采集

凋落叶：在施用污泥 1 个月后，每 1 d 按根箱收集供试植物凋落叶，辨别和归类后，清洗叶片以去除表面泥土，分处理装于尼龙网袋，自然风干；待收集叶片满 1 个月后分处理将其置于信封，65 ℃烘箱烘干至恒重。考虑到 12 月团花凋落叶产量非常少，本实验主要连续收集 2020 年 9 月、10 月和 11 月等 3 个月的凋落叶。由于 2020 年 9 月收集的鹅掌藤凋落叶样品遗失，导致无法获取相关数据。

鲜叶：为了分析鲜叶和凋落叶的重金属含量差异，本实验也对应的收集 2020 年 9 月、10 月和 11 月等 3 个月的鲜叶。每月最后一天按根箱分别收集团花和鹅掌藤的鲜叶。于团花植株中部东南西北 4 个方位收集完全展开的绿色健康叶片各 1 片，于鹅掌藤植株中部东南西北 4 个方位收集完全展开的绿色健康叶片各 3 片。叶片杀青后烘干备用。

1.4 指标测定

凋落叶干重：用百分之一天平分别称量每月收集烘干的每个根箱凋落叶质量。单株团花/鹅掌藤凋落叶产量=某根箱团花/鹅掌藤凋落叶总质量÷该根箱的团花/鹅掌藤的株数。

凋落叶及鲜叶重金属含量：污泥中各种重金属含量均低于污泥园林用限值；由于本实验供试土壤和污泥中总 Pb、Cr、Ni 和 As 含量较低，而总 Cu、Zn、Cd 和 Hg 含量相对较高，本实验主要分析鲜叶和凋落叶 Cu、Zn、Cd 和 Hg 含量。植物叶片烘干后，粉碎，过 60 目网筛备用。称取经粉碎叶片样品 0.5 g 于微波消解罐中，加入 5 mL 硝酸，按 120 ℃~160 ℃~180 ℃的次序进行微波消解。待消解液冷却后，蒸馏水定容至 25 mL。消解液 Cu、Zn、Cd 含量采用原子吸收火焰光度计测定，Hg 含量采用原子荧光分光光度法测定。计算叶片重金属含量比值，以获知凋落叶重金属由鲜叶转移情况，叶片重金属含量比值=凋落叶重金属含量÷鲜叶重金属含量。计算凋落叶重金属归还量，获知凋落叶二次重金属污染情况，凋落叶重金属归还量=凋落叶干重×凋落叶重金属含量。

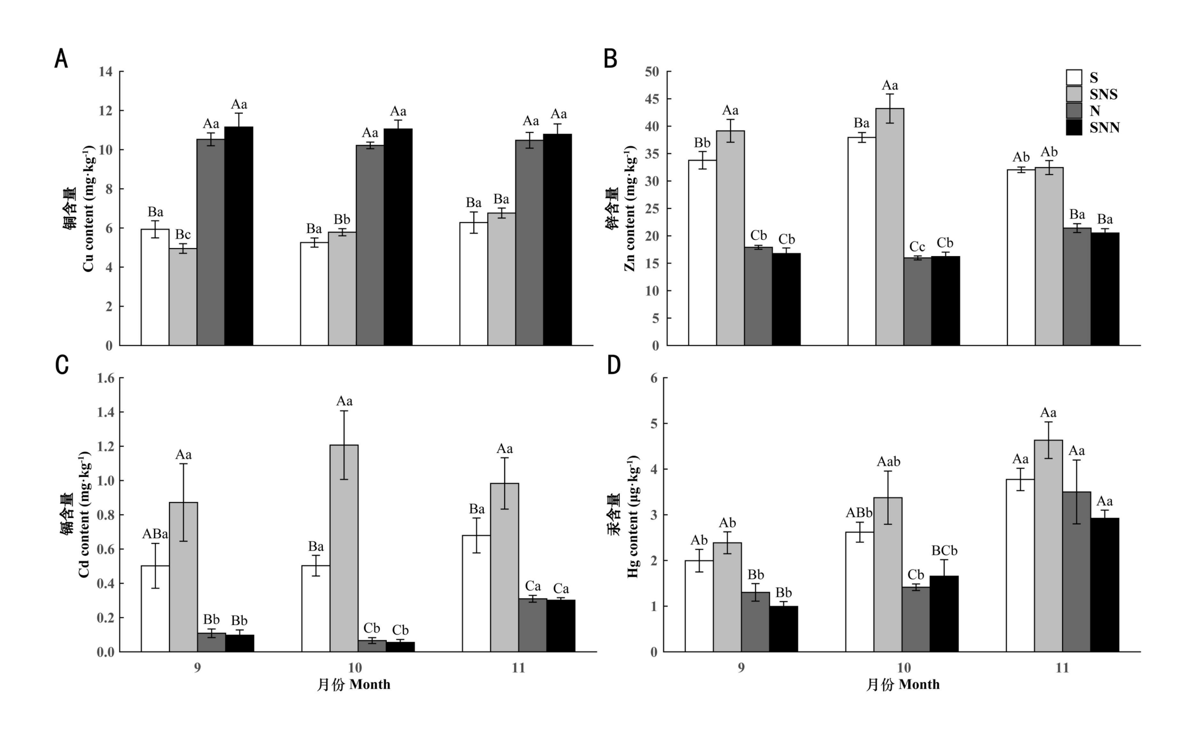
1.5 数据处理与统计分析

所有数据均使用 Microsoft Excel 2016 进行整理，使用 R 软件（version 4.20）“stats”程序包中的“shaprio.test”函数、“kruskal.test”函数进行正态性、方差齐性检验；对非正态、方差不齐数据先进行对数或平方根变换以满足分析前提条件，再使用 R 软件“agricolae”程序包进行单因素方差分析（One-way ANOVA），并采用 Duncan 法进行多重比较（α=0.05）；使用 R 软件“stats”程序包中的“t.test”函数进行 T 检验；使用 R 软件“corrplot”程序包进行 Pearson 相关性检验，并绘制相关性热图；使用 R 软件“ggplot2”程序包进行直方图绘制。图表数据均为平均值±标准误差（n=5）。

2 结果与分析

2.1 鲜叶重金属含量变化

不同月份新鲜团花叶片的 Cu 含量均显著高于鹅掌藤（*P*<0.05），而 Cd 和 Zn 含量显著低于鹅掌藤（*P*<0.05）（图 1）。施用污泥 1 个月后（9 月）团花的叶片 Hg 含量显著低于鹅掌藤（*P*<0.05）。与各自单种相比，混种处理显著提高鹅掌藤 9 月和 10 月的 Zn 含量；施用污泥 2 个月和 3 个月（10 月和 11 月），显著提高鹅掌藤 Cd 含量（分别提高了 139.90%和 44.72%）。混种处理的鹅掌藤叶片 Cu 含量随时间延长显著增加，但单种鹅掌藤叶片 Cu 含量变化不明显；单种和混种鹅掌藤的叶片 Zn 含量在 11 月最低，而 Hg 含量在 11 月最高，Cd 含量则变化不明显；单种和混种团花叶片的 Zn、Cd 和 Hg 含量在 11 月最高。



S. 鹅掌藤单种；SNS. 鹅掌藤混种；N. 团花单种；SNN. 团花混种。不同大写字母表示同月份不同处理间差异显著，不同小写字母表示同处理下不同月份间差异显著（*P*<0.05，Duncan's 法）。下同。

S. *Schefflera arboricola* monoculture; **SNS**. *Schefflera arboricola* co-planting; **N**. *Neolamarckia cadamba* monoculture; **SNN**. *Neolamarckia cadamba* co-planting. Different capital letters indicate significant differences among different treatments in the same month, different lowercase letters indicate significant differences among different months in same treatment (*P*<0.05，Duncan's test). The same below.

图 1 鲜叶片重金属含量变化

Fig. 1 Changes of heavy metal contents in fresh leaves

2.2 凋落叶重金属含量变化

2 种植物不同处理下凋落叶重金属含量如图 2 所示，10 月和 11 月团花凋落叶的 Cu 含量均显著高于鹅掌藤，而 Zn 和 Cd 含量均显著低于鹅掌藤，两者 Hg 含量差异不显著；与各自单种相比，混种处理对两种植物凋落叶的 Cu 和 Hg 含量影响不明显；但在 11 月，显著提高鹅掌藤的 Zn 含量（提高 30.10%，*P*<0.05）；在 10 月和 11 月，显著提高鹅掌藤的 Cd 含量（分别提高 33.10%和 94.48%，*P*<0.05）。单种和混种处理的鹅掌藤凋落叶 Cu 含量随污泥施用时间延长而显著下降（*P*<0.05），而 Zn、Cd 和 Hg 含量均未随污泥施用时间延长而发生明显变化；混种处理的团花凋落叶 Hg 含量随污泥施用时间延长而显著增加（*P*<0.05），

而 Cu、Zn 和 Cd 含量变化不明显。

*和**分别表示鹅掌藤的相同处理 10 月和 11 月在 0.05 和 0.01 水平差异显著（*t*-检验）。

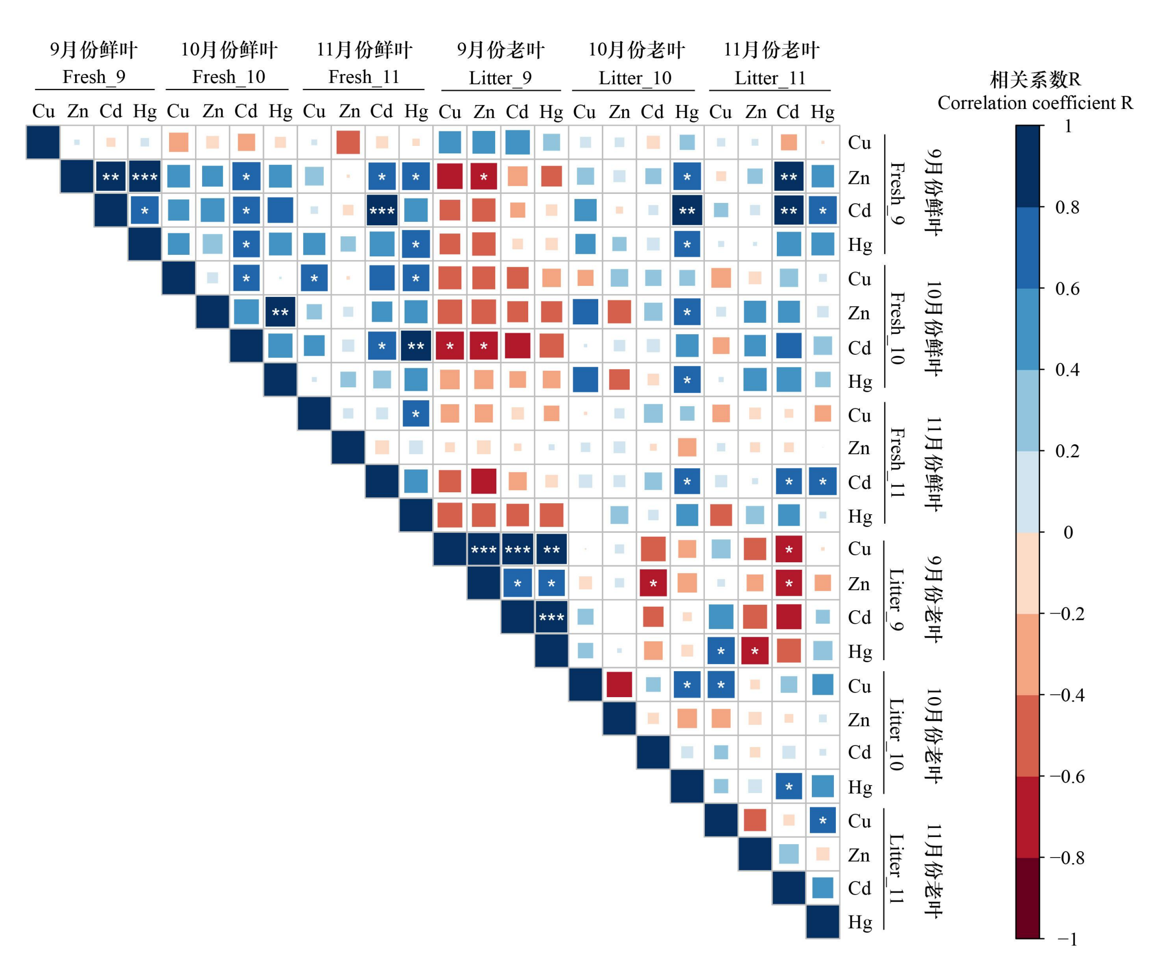
* and ** indicate significant differences between the same treatments of *Schefflera arboricola* at 0.05 and 0.01 levels in October and November respectively (*t*-test).

图 2 凋落叶重金属含量变化

Fig. 2 Changes of heavy metal contents in litter leaves

2.3 凋落叶与鲜叶重金属含量的相关性分析

鹅掌藤鲜叶与凋落叶重金属含量间的相关性如图 3 所示，不同月份鲜叶 Cu 含量与 4 种重金属含量相关性均不显著；9 月鲜叶 Zn 含量与 9 月凋落叶 Zn 含量显著负相关（*r*=－0.669；*P*=0.035；*t*=－2.544），9 月鲜叶 Zn、Hg 含量与 10 月凋落叶 Hg 含量及 9 月鲜叶 Cd 含量与 11 月凋落叶 Hg 含量均显著正相关（*r*=0.722，0.647，0.740；*P*=0.018，0.043，0.014；*t*=2.951，2.398，3.113），9 月鲜叶 Zn 含量与 11 月凋落叶 Cd 含量及 9 月鲜叶 Cd 含量与 10、11 月凋落叶 Hg 含量均极显著正相关（*r*=0.806，0.849，0.740；*P*=0.005，0.002，0.014；*t*=3.853，4.551，3.113）；10 月鲜叶 Zn、Hg 含量与 10 月凋落叶 Hg 含量均显著正相关（*r*=0.680，0.687；*P*=0.031，0.028；*t*=－0.997，1.492）；11 月鲜叶 Cd 含量与 11 月凋落叶 Cd、Hg 含量均显著正相关（*r*=0.644，0.730；*P*=0.045，0.016；*t*=2.379，3.025）。鹅掌藤同月份凋落叶不同重金属含量间的相关性结果显示，9 月凋落叶 Zn 含量与 Cd、Hg 含量均显著正相关（*r*=0.764，0.660；*P*=0.010，0.038；*t*=3.353，2.483），Cu 含量与 Zn、Cd、Hg 含量以及 Hg 含量与 Cd 含量均极显著正相关（*r*=0.946，0.909，0.863，0.932；*P*=0.000，0.000，0.001，0.024；*t*=8.264，6.161，4.838，7.252）；10、11 月 Cu 含量与 Hg 含量均显著正相关（*r*=0.682，0.647；*P*=0.030，0.044；*t*=2.639，2.387）。



*表示在 0.05 水平差异显著；**表示在 0.01 水平差异显著；***表示在 0.001 水平差异显著（*t*-检验）。下相同。

* indicates significant differences at 0.05 level; ** indicates significant differences at 0.01 level; *** indicates significant differences at 0.001 level (*t*-test). The same below.

图 3 不同月份鹅掌藤鲜叶与凋落叶重金属含量之间的 Pearson 相关性

Fig. 3 Pearson's correlation between the heavy metal contents of fresh leaves and that of litter leaves of *Schefflera arboricola* in different months

团花鲜叶与凋落叶重金属间的相关性如图 4 所示，9 月鲜叶 Cd 含量与 9 月凋落叶 Hg 含量、9 月鲜叶 Hg 含量与 9 月凋落叶 Cu 含量均极显著负相关（r=−0.819，−0.851；P=0.004，0.002；t=−4.040，−4.591），9 月鲜叶 Hg 含量与 9 月凋落叶 Zn 含量显著负相关（r=−0.656；P=0.030；t=−2.456），9 月鲜叶 Hg 含量与 10 月凋落叶 Hg 含量极显著正相关（r=0.869；P=0.001；t=4.957）；10 月鲜叶 Cu 含量与 11 月凋落叶 Cu 含量显著正相关（r=0.734；P=0.016；t=3.053）；11 月鲜叶 Cd 含量与 11 月凋落叶 Cd 含量显著负相关（r=−0.658；P=0.039；t=−2.473）。不同重金属间的相关性结果显示，9 月凋落叶 Zn 含量与 Cd 含量极显著正相关（r=0.771；P=0.009；t=3.425）；11 月 Cu 含量与 Zn 含量极显著正相关（r=0.874；P=0.001；t=5.098）。

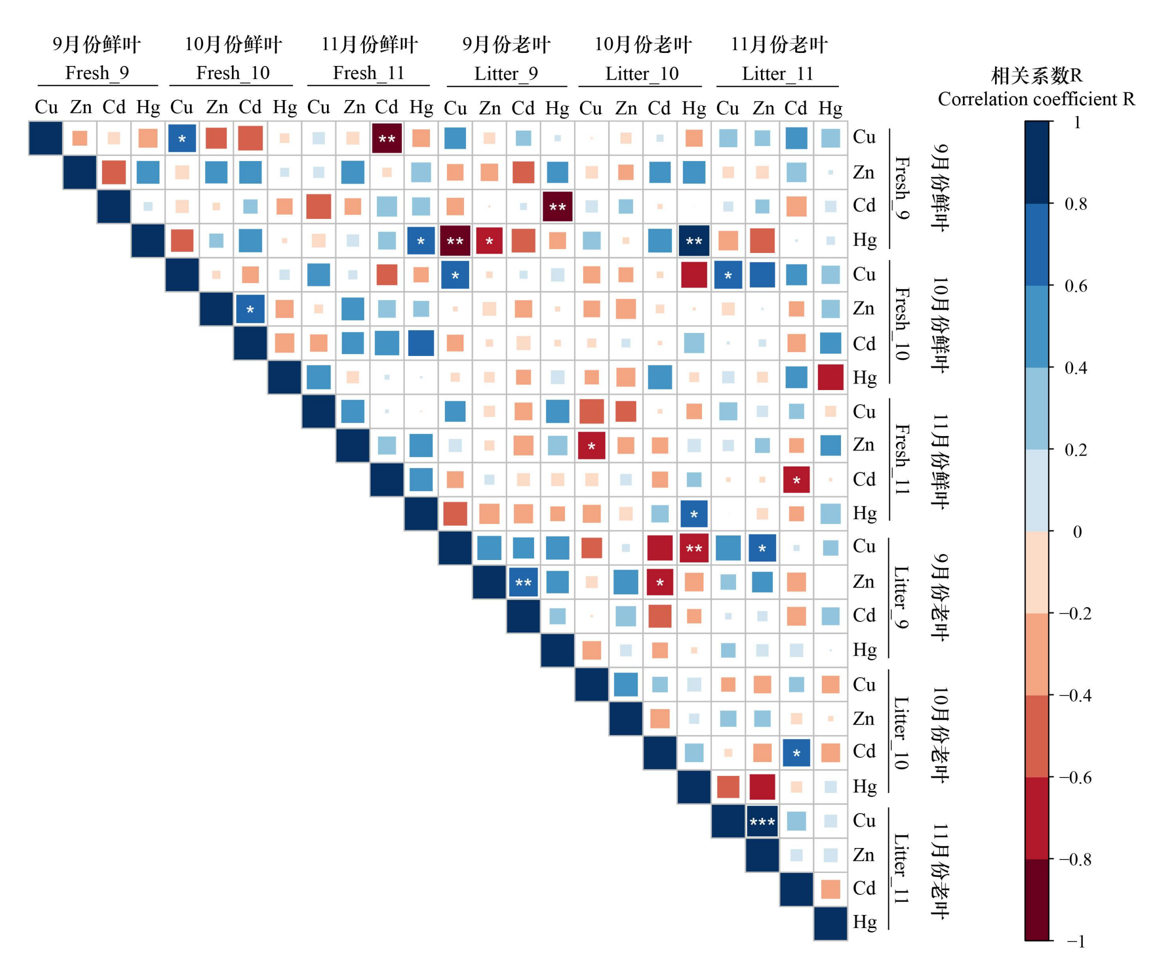


图 4 不同月份团花鲜叶与凋落叶重金属含量之间的 Pearson 相关性

Fig. 4 Pearson's correlation between the heavy metal content of fresh leaf and that of litter leaf of *Neolamarckia cadamba* in different months

2.4 凋落叶产量变化

鹅掌藤凋落叶产量随污泥施用时间延长呈递减趋势（表 2），单种鹅掌藤的凋落叶产量在 11 月最低，显著低于 10 月（下降了 82.1%，P<0.05）；而单种和混种团花凋落叶产量均在 10 月最高(较 9 月分别增加了 223.7%和 169.7%)，在 11 月最低(较 9 月分别降低了 72.1%和 72.6%）。

表 2 污泥施用 3 个月的凋落叶干重变化

Table 2 Changes of dry weight of litter leaf during three months with sludge treatments

处理 Treatment	凋落叶干重 Dry weight of leaf litter（g·plant^{-1}）		
	9 月 September	10 月 October	11 月 November
S	13.35±4.45a	5.01±1.35ab	2.39±1.37b
SNS	—	1.57±0.62	1.26±0.79
N	131.20±9.94b	424.70±23.38a	36.64±12.66c
SNN	142.62±11.51b	384.63±42.51a	39.13±5.83c

注：**S**. 鹅掌藤单种；**SNS**. 鹅掌藤混种；**N**. 团花单种；**SNN**. 团花混种。由于 2020 年 9 月收集的鹅掌藤凋落叶样品遗失，导致无法获取相关数据，故标“—”。不同小写字母表示同处理下不同月份间差异显著（P<0.05，Duncan's 法）。相同植物单种和混种以及 SNS 处理的 10 月和 11 月份数据均采用 t-检验进行分析，结果均无显著差异。

Note: **S**. *Schefflera arboricola* monoculture; **SNS**. *Schefflera arboricola* co-planting; **N**. *Neolamarckia cadamba*

monoculture; **SNN**. *Neolamarckia cadamba* co-planting. — indicates the data the loss value of the litter leaf samples of *Schefflera arboricola* in September 2020. Different lowercase letters indicate significant differences among different months in the same element and treatment (P<0.05, Duncan's test). Data from monoculture and co-planting of the same plants and SNS treatment in October and November were analyzed by t-test, and none of them showed significantly difference.

2.5 凋落叶重金属回归量变化

不同月份团花凋落叶 Cu、Zn、Cd 及 Hg 回归量均显著高于鹅掌藤（表 3）。与各自单种相比，混种处理在 11 月显著提高了鹅掌藤的 Cd 回归量（提高 71.23%，P<0.05）；在 10 月显著降低了团花的 Hg 回归量（降低 27.27%，P<0.05）。单种鹅掌藤（S）凋落叶 4 种重金属回归量及单种团花（N）凋落叶 Hg 回归量均在 9 月最高均在 9 月最高，单种或混种团花凋落叶 Cu、Zn、Cd 及 Hg 回归量均在 10 月最高。

表 3 污泥施用 3 个月的凋落叶重金属回归量变化

Table 3 Changes of the return amount of heavy metals in litter leaves for three months with sludge treatment

指标 Item	处理 Treatment	回归量 Return amount（μg·plant^{-1}） 9 月 September	10 月 October	11 月 November
Cu	S	161.71±49.79Ba	38.11±7.55Bb	10.91±5.14Bb
	SNS	–	12.27±4.37B	5.21±3.07B
	N	1 509.62±120.90Ab	6 067.40±306.57Aa	481.05±168.04Ac
	SNN	1 720.50±127.42Ab	5 248.29±569.01Aa	505.14±72.20Ac
Zn	S	1 535.83±532.59Ba	670.44±183.59Bab	237.01±114.25Bb
	SNS	–	262.34±103.86B*	157.97±91.15B
	N	2 912.60±335.38Ab	10 280.20±359.85Aa	895.20±318.23Ac
	SNN	3 354.72±313.98Ab	8 881.16±1 208.09Aa	887.25±138.48Ac
Cd	S	28.63±11.51Aa	8.87±1.15Bab	2.92±1.35Bb
	SNS	–	4.26±1.77B	5.00±2.88AB
	N	12.59±2.00Ab	109.65±21.37Aa	13.02±4.31Ab
	SNN	27.58±6.29Ab	90.07±23.82Aa	13.85±2.17Ab
Hg	S	0.10±0.03Ba	0.02±0.01Cb	0.01±0.00Bb
	SNS	–	0.01±0.00C	0.01±0.00B
	N	0.25±0.02Ab	1.65±0.22Aa	0.14±0.05Ab
	SNN	0.28±0.03Ab	1.20±0.11Ba	0.17±0.03Ab

3 讨论与结论

不同植物在污泥施用土壤中表现出不同的重金属吸收能力。在前面研究中，我们关注到与团花相比，鹅掌柴根系的 Zn 和 Cd 吸收能力更强而 Cu 吸收能力较弱（Wu et al., 2021）。较多研究发现，根系重金属吸收差异影响地上部重金属累积（Chu et al., 2018; Mohsin et al., 2022; Yang et al., 2022）。本研究我们进一步发现团花鲜叶和凋落叶 Zn 和 Cd 含量均显著低于鹅掌藤，而 Cu 含量均显著高于鹅掌藤，这表明根系重金属吸收能力差异不仅影响植物鲜叶重金属含量，也影响凋落叶重金属含量。

本研究还注意到鹅掌藤鲜叶和凋落叶 Zn、Cd 和 Hg 含量以及团花鲜叶和凋落叶 Cu、Zn

和 Cd 含量并未随污泥施用时间变化表现出明显的动态变化；只有鹅掌藤凋落叶 Cu 含量显著下降而团花凋落叶 Hg 含量显著增加。这种差异可能与不同元素的毒害性及植物排毒避害机制有关（Cui et al., 2013）。与 Cd 和 Hg 对植物有直接毒害作用不同，Zn 和 Cu 均为植物生长必需的微量元素，只有在高浓度时对植物产生毒害（Sturikova et al., 2018; Kumar et al., 2021）。植物将 Cd 和 Hg 有害元素转移到凋落叶中以减轻其毒害（Li et al., 2016），但对于 Zn 和 Cu 等养分元素，植物在叶片老化凋落前将其重吸收再利用（Killingbeck, 1986; Aerts, 1996; Yan et al., 2016）。本研究中鹅掌藤鲜叶 Zn 浓度较高，可能和 Cd、Hg 一样对鲜叶产生不利影响，故将其转移至凋落叶以减轻其对鲜叶的毒害；而鲜叶 Cu 含量尚未达到毒害浓度，需重吸收利用。彭清清等（2023）研究表明不同类型森林叶片对 Cr、Cd 和 Pb 的重吸收作用不同，并且 Cr、Cd 和 Pb 在叶片的变化动态存在一定相关性，进而导致不同类型森林的鲜叶和凋落叶重金属含量出现差异。本研究进一步分析鲜叶重金属与凋落叶重金属的相关性以探讨凋落叶重金属含量变化具体原因。有趣的是，鹅掌藤不同月份新鲜叶 Cu 含量均没有影响凋落叶重金属含量，而不同月份新鲜叶 Cd 含量对凋落叶 Cd 和 Hg 的正向影响较突出；表明叶片 Cu 含量的变化尚未能激发鹅掌藤将重金属转移至凋落叶，而 Cd 含量激发了排毒避害机制并诱发鹅掌藤将 Cd 和 Hg 转移至凋落叶以减轻毒害。与鹅掌藤不同，团花鲜叶重金属与凋落叶重金属的相关性较弱。主要原因可能是，相比于鹅掌藤，团花生物量大且重金属稀释效应强（储双双等，2017），其叶片重金属浓度尚无法激发排毒避害机制。

蒋雨芮等（2020）发现落叶高峰期产生的重金属回归风险高，并且大部分植物落叶产生的重金属回归风险主要受季节变化影响。值得注意的是，在本研究中鹅掌藤和团花产生的凋落叶重金属回归风险时间不同。鹅掌藤在施用污泥后 1 个月内（9 月）凋落叶产生量较大，出现较高凋落叶重金属回归风险，而团花在施用污泥后第 2 个月内（10 月）产生了较多凋落叶和出现较高凋落叶重金属回归风险。考虑到（1）常绿灌木鹅掌藤没有季节性落叶，（2）污泥堆肥养分含量和盐分较高且短期内易产生氨挥发（许俊香等，2015），（3）鹅掌藤株型较矮，我们猜测施用污泥短时间内产生的盐分胁迫和氨毒害是导致鹅掌藤大量落叶和产生重金属回归风险的重要原因。与此不同，团花株型高且生物量大，不易遭受污泥产生的盐分胁迫和氨毒害，但其存在季节性落叶（华南地区主要在 10 月落叶），故其产生重金属回归风险主要在落叶季节。这些结果预示着，要降低利用园林植物清除污泥施用产生的凋落叶二次重金属污染风险，不仅要关注凋落叶的季节变化，还要注意污泥直接毒害产生大量落叶。

植物间混种不仅充分利用空间结构、土壤肥力和光照条件，还可以实现多种植物协同提取土壤多种重金属，是典型的植物修复措施（曾鹏等，2018；Zeng et al., 2019）。与前人发现混种可以促进植物重金属吸收不同（Yang et al, 2017），本研究发现混种在短期内提高了鹅掌藤鲜叶和凋落叶 Zn 和 Cd 含量，但对团花叶片重金属含量影响不明显，意味着鹅掌藤与团花混种有利于提高鹅掌藤重金属提取能力，但也促进鲜叶重金属向凋落叶转移。结合根系重金属吸收与凋落叶重金属含量变化以及鲜叶重金属与凋落叶重金属的相关性分析，我们猜测混种影响鹅掌藤鲜叶和凋落叶的 Zn 和 Cd 含量变化与鹅掌藤根系 Zn 和 Cd 吸收能力有关。然而，混种团花促进鹅掌藤根系 Zn 和 Cd 吸收的机制仍有待深入挖掘。后续研究需要关注两种植物混种后根际生理生态变化，如是否改变根际有机酸含量和促生菌表达丰度。

综上所述，本文发现污泥施用条件下鹅掌藤鲜叶和凋落叶的 Zn 和 Cd 含量均显著高于团花，而 Cu 含量均显著低于团花。随污泥施用时间变化，鹅掌藤凋落叶 Cu 含量显著下降而团花凋落叶 Hg 含量显著增加。鹅掌藤不同月份凋落叶 Cd 和 Hg 受鲜叶 Cd 含量影响较大。鹅掌藤和团花凋落叶重金属回归风险分别在施用污泥第 1 个月内和第 2 个月内较高。团花与鹅掌藤混种可提高鹅掌藤鲜叶和凋落叶的 Zn 和 Cd 含量。考虑到污泥园林利用限量标准（GB/T 23486-2009），本研究重点选用了重金属含量相对较低的污泥开展研究，相关结果对当前污泥在园林上安全利用和凋落叶的合理处置有借鉴意义。后续研究可以进一步探讨重

金属含量较高的污泥产生的影响，进而更全面了解污泥施用下鲜叶和凋落叶的重金属变化。

参考文献：

AERTS R, 1996. Nutrient resorption from senescing leaves of perennials: Are there general patterns?[J]. J Eco, 84(4): 597.

AL SOUKI K S, LINE C, LOUVEL B, et al., 2020. *Miscanthus* x *giganteus* culture on soils highly contaminated by metals: Modelling leaf decomposition impact on metal mobility and bioavailability in the soil-plant system[J]. Ecotox Environ Safe, 199: 110654.

BAI Y, ZANG C, GU M, et al., 2017. Sewage sludge as an initial fertility driver for rapid improvement of mudflat salt-soils[J]. Sci Total Envir, 578: 47-55.

BIAN F, ZHONG Z, LI C, et al., 2021. Intercropping improves heavy metal phytoremediation efficiency through changing properties of rhizosphere soil in bamboo plantation[J]. J Hazard Mater, 416: 125898.

CHEN YH, LI FL, XU XY, et al., 2018. Research progress on utilization of sludge landscaping and heavy metal control[J]. Environ Eng, 36(6): 150-154. [陈伊豪，李非里，徐信阳，等，2018. 污泥园林绿化资源化利用及其重金属控制研究进展[J]. 环境工程，36(6)：150-154.]

CHU SS, TONG X, WANG WR, et al., 2017. Effects of sewage sludge compost on the growth and element uptake of *Neolamarckia cadamba* seedlings[J]. Chin J App Eco, 28(5): 1550-1556. [储双双，童馨，王文瑞，等，2017. 污泥堆肥对黄梁木幼苗生长和元素吸收的影响[J]. 应用生态学报，28（5）：1550-1556.]

CHU SS, JACOBS D F, LIAO D, et al., 2018. Effects of landscape plant species and concentration of sewage sludge compost on plant growth, nutrient uptake, and heavy metal removal[J]. Environ Sci Pollut Res, 25(35): 35184-35199.

CUI S, ZHANG TJ, ZHAO SL, et al., 2013. Evaluation of three ornamental plants for phytoremediation of Pb-contaminated soil[J]. Int J Phytoremediat, 15(4): 299-306.

JIANG YR, ZHOU J, LI H, et al., 2020. Dynamic characteristics of cadmium storage and distribution in the subalpine forest streams[J]. Acta Ecol Sin, 40(13):4436-4444. [蒋雨芮，周蛟，李晗，等，2020. 亚高山森林溪流镉储量与分配的动态变化特征[J]. 生态学报，40（13）：4436-4444.]

KILLINGBECK K T, 1986. The terminological jungle revisited: Making a case for use of the term resorption[J]. Oikos, 46(2): 263.

KUMAR V, PANDITA S, SIDHU G P S, et al., 2021. Copper bioavailability, uptake, toxicity and tolerance in plants: A comprehensive review[J]. Chemosphere, 262: 127810.

LAI ML, DONG XQ, XIE SY, et al., 2022. Plant adaptability and heavy metals accumulation of different landscape plants in soil with sewage sludge application[J]. J South China Agr Univ, 43(4): 47-57. [赖明丽，董晓全，谢姗宴，等，2022. 污泥施用下园林植物生长适应性和重金属吸收[J]. 华南农业大学学报，43（4）：47-57.]

LI JR, WWI XZ, YU PL, et al., 2016. Expression of *cadR* enhances its specific activity for Cd detoxification and accumulation in *Arabidopsis*[J]. Plant Cell Physiol, 57(8):1720-1731.

LIU Q, PENG SL, 2010. Plant litter ecology[M]. Beijing: Science Press.[刘强，彭少麟，2010. 植物凋落物生态学[M]. 北京：科学出版社.]

MAUNOURY-DANGER F, FELTEN V, BOJIC C, et al., 2018. Metal release from contaminated leaf litter and leachate toxicity for the freshwater crustacean *Gammarus fossarum*[J]. Environ Sci Pollut Res, 25(12): 11281-11294.

Ministry of Housing and Urban-Rural Development, 2009. GB/T 23486-2009 National Standards of the People's Republic of China—Disposal of sludge from municipal wastewater treatment plant—Quality of sluage used in gardens or parks[S]. [住房和城乡建设部，2009. GB/T 23486-2009 中华人民共和国国家标准 城镇污水处理厂污泥处置 园林绿化用泥质[S].]

MOHSIN M, SALAM MMA, NAWROT N, et al., 2022. Phytoextraction and recovery of rare earth elements using willow (*Salix* spp.)[J]. Sci Total Envir, 809: 152209.

STURIKOVA, KRYSTOFOVA O, HUSKAD, et al., 2018. Zinc, zinc nanoparticles and plants[J]. J Hazard Mater, 349: 101-110.

PENG Q, ZHANG Y, ZHANG H, et al., 2023. The resorption and accumulation of abiotic heavy metal elements in leaves from four types of forests in mid-subtropical China[J/OL]. Chin J Eco, https://kns.cnki.net/kcms/detail//21.1148.Q.20230209.1753.022.html [彭清清，张耀艺，张慧玲，等，2023. 中亚热带 4 种类型森林叶片非生物重金属元素重吸收及累积动态[J/OL]. 生态学杂志. https://kns.cnki.net/kcms/detail//21.1148.Q.20230209.1753.022.html]

SUN X, LI Z, PENG HL, et al., 2021. Root interactions and effects on growth and cadmium/zinc uptake by *Sedum plumbizincicola* and *Schefflera arboricola* in intercropping system[J]. Soils, 53(4): 771-778. [孙曦，李柱，彭洪柳，等，2021. 伴矿景天和鹅掌柴间作系统中根系相互作用对植物生长和镉锌吸收的影响[J]. 土壤，53(4)：771-778.]

SUN HZ, WANG Y, LU XJ, et al., 2011. Heavy metal concentration in litter layer of different types of plantations in harbin[J]. J Northeast For Univ, 39(3): 61-64. [孙慧珍，王岩，陆小静，等，2011. 哈尔滨市不同类型人工林枯枝落叶层重金属质量分数特征[J]. 东北林业大学学报，39（3）：61-64.]

WANG L, LIN H, DONG Y, et al., 2018. Effects of cropping patterns of four plants on the phytoremediation of vanadium-containing synthetic wastewater[J]. Ecol Eng, 115: 27-34.

WU DM, CHU SS, LAI C, et al., 2017. Application rate and plant species affect the ecological safety of sewage sludge as a landscape soil amendment[J]. Urban For Urban Green, 27: 138-147.

WU DM, YU XL, LAI ML, et al., 2021. Diversified effects of co-planting landscape plants on heavy metals pollution remediation in urban soil amended with sewage sludge[J]. J Hazard Mater, 403: 123855.

XU JX, LIU BS, SUN QP, et al., 2015. Effects of zeolite addition on ammonia volatilization and influence factors in sludge composting[J]. J Agr Resour Environ, 32(1): 81-86. [许俊香，刘本生，孙钦平，等，2015. 沸石添加剂对污泥堆肥过程中的氨挥发及相关因素的影响[J]. 农业资源与环境学报，32(1)：81-86.]

YAN T, LU X, YANG K, et al., 2016. Leaf nutrient dynamics and nutrient resorption: a comparison between larch plantations and adjacent secondary forests in Northeast China[J]. J Plant Ecol, 9(2): 165-173.

YANG Z, YANG F, LIU J, et al., 2022. Heavy metal transporters: Functional mechanisms, regulation, and application in phytoremediation[J]. Sci Total Environ, 809: 151099.

YEBOAH A, LU J, GU S, et al., 2020. The utilization of *Ricinus communis* in the phytomanagement of heavy metal contaminated soils[J]. Environ Rev, 28(4): 466-477.

YUAN F, HUANG L, WEI YJ, et al., 2018. Litterfall production and its relationships with climatic factors in Chinese natural forests[J]. Chin J Eco, 37(10): 3038-3046. [袁方，黄力，魏玉洁，等，2018. 中国天然林凋落物量特征及其与气候因子的关系[J]. 生态学杂志，37(10)：

3038-3046.]

YANG JX, YANG J, HUANG J, 2017. Role of co-planting and chitosan in phytoextraction of As and heavy metals by *Pteris vittata* and castor bean-A field case[J]. Eco Eng, 109: 35-40.

ZENG P, GUO ZH, XIAO XY, et al., 2019. Complementarity of co-planting a hyperaccumulator with three metal(loid)-tolerant species for metal(loid)-contaminated soil remediation[J]. Ecotoxicol Environ Saf, 169:306-315.

ZENG P, GUO ZH, XIAO XY, et al., 2018. Intercropping *Arundo donax* with woody plants to remediate heavy metal-contaminated soil[J]. Environ Sci, 39(11): 5207-5216. [曾鹏，郭朝晖，肖细元，等，2018. 芦竹和木本植物间种修复重金属污染土壤[J]. 环境科学，39(11)：5207-5216.]